

Zbigniew Dzwonko

Instytut Botaniki, Uniwersytetu Jagiellońskiego
ul. Lubicz 46, 31–512 Kraków
ubdzwonk@cyf-kr.edu.pl

Received: 23.06.2017

Reviewed: 7.07.2017

ZNACZENIE STARYCH LASÓW DLA OCHRONY RÓŻNORODNOŚCI BIOTYCZNEJ – POTRZEBA ICH BADAŃ I INWENTARYZACJI

**Importance of ancient woodlands for biodiversity conservation –
need to conduct their survey and inventory**

Abstract: The mass clearing of natural woodlands for agricultural purpose and their fragmentation was one of the most frequent disturbances in European landscape in the past centuries. At present remnants of ancient woodlands as a rule occupy smaller or larger, frequently isolated areas. Many of them contain a typical and rich woodland biodiversity and can be regarded as local biodiversity hotspots. Recent studies have shown that natural regeneration of woodland communities is very slow in new sites. Considering value of ancient woodlands for nature conservation, their inventories should be created at last for chosen regions, and for national parks and others protected areas in Poland. Ancient woodland indicator plants are an useful and easy tool to determine these woodlands.

Key words: ancient woodlands, indicator plant species, nature conservation, recent woodlands, species diversity.

Wstęp

W 1974 roku George Peterken zaproponował dla celów ochrony przyrody metodę oceny jakości flory leśnej i wartości lasów opartą na prostym policzeniu na liście florystycznej tych gatunków roślin naczyniowych, które są silnie związane z siedliskiem leśnym i mają małe zdolności kolonizacyjne. Przydatność tej metody przetestował w centralnej części hrabstwa Lincolnshire, we wschodniej Anglii. Test polegał na porównaniu składu gatunkowego ponad 80 lasów istniejących od dawna i ponad 150 lasów nowych, głównie plantacji, powstałych w okresie ostatnich ponad 300 lat, w miejscach wcześniej odlesionych. Na tej podstawie autor ten zestawiał listę 50 gatunków związanych wyłącznie lub głównie z lasami starymi i ocenił wartość badanych lasów z punktu widzenia ochrony przyrody. Była to pierwsza, prowizoryczna lista gatunków wskaźnikowych dla takich lasów. Zaletą tej metody jest prostota i łatwe stosowanie. Ogólna zasada praktyczna mówi, że im starsze i lepiej zachowane jest siedlisko we współczesnym krajobrazie, tym więcej gatunków może zawierać i większe jest znaczenie takiego miejsca dla ochrony różnorodności biotycznej. Stąd, przynajmniej w teorii, liczba obecnych gatunków może być wskaźnikiem jakości siedliska. Jak zauważa

Rose (1999), w praktyce ujawniają się jednak poważne wady takiego podejścia, ponieważ nawet w przypadku niewielkich obszarów niezwykle trudno ustalić, bez żmudnych i czasochłonnych badań, ile gatunków np. owadów lub grzybów jest tam obecnych. Ssaki są zbyt nieuchwytnie, ptaki za bardzo mobilne, a mszaki i porosty często zbyt trudne do identyfikacji, aby mogły być użytecznymi wskaźnikami jakości siedliska. Jedyną przydatną grupą są rośliny naczyniowe, które względnie łatwo można zidentyfikować i zlokalizować.

Wymieniony artykuł Peterkena, a także dalsze jego prace (Peterken 1977), w tym szczególnie studia nad historycznymi czynnikami wpływającymi na liczbę i rozmieszczenie gatunków roślin naczyniowych w lasach hrabstwa Lincolnshire (Peterken, Game 1984), stały się ważną inspiracją dla wielu późniejszych badań nad procesami i czynnikami decydującymi o składzie i bogactwie gatunkowym lasów w różnych krajach Europy i w Ameryce Północnej. W efekcie tych badań znacznie poszerzyła się wiedza o roli lasów, szczególnie płatów starych lasów, ukształtowanych w długim okresie w wyniku naturalnych procesów i zależności przyrodniczych, w utrzymaniu bogactwa biotycznego we współczesnym krajobrazie. Z badań tych wynikają także istotne wnioski i wskazówki dla działań w ramach ochrony przyrody, a także działalności gospodarczej w lasach, jeżeli ma ona przebiegać bez degradacji siedlisk gatunków leśnych i ich zespołów.

Lasy stare i nowe

Wycinanie lasów w związku z potrzebami rolnictwa i ich fragmentacja stanowiły obok różnych form użytkowania jedne z najczęstszych i najsilniejszych zaburzeń w krajobrazie środkowej Europy w minionych stuleciach. W efekcie tych procesów, na niemal całym tym obszarze stopniowo został ukształtowany krajobraz rolniczy, cechujący się mniejszym lub większym wylesieniem i silnym antropogenicznym przekształceniem zbiorowisk roślinnych. Przez długi okres istniejące lasy były eksploatowane na wiele sposobów, między innymi, wypasano w nich hodowane zwierzęta, zbierano paszę na zimę (siano z liści, żołądź i bukiew) i ściółkę, prowadzono okresowe uprawy na polanach i spaleniskach, szukano żywności (jagód, grzybów) oraz pobierano drewno (Schramm 1958; Poschlod, Bonn 1998). We współczesnym krajobrazie nizinym i podgórskim Polski, resztki lasów liściastych i mieszanych naturalnego pochodzenia zajmują najczęściej, izolowane powierzchnie (Nowakowski 1987; Mazgajski i in. 2010; Orczewska 2010). Niewiele z nich ma rozmiary kilkudziesięciu lub więcej hektarów, większość to małe płyty, zajmujące od kilkudziesięciu metrów kwadratowych do najwyżej kilku hektarów, często w miejscach nie nadających się do rolniczego wykorzystania. Są to przekształcone w różnym stopniu resztki prehistorycznych lasów pierwotnych, to jest takich, które istniały nieprzerwanie zanim lasy na danym obszarze uległy fragmentacji. Wiele z obecnych to lasy wtórne,

które powstały na terenach odlesionych i użytkowanych rolniczo w czasach historycznych.

Historyczne typy lasów wyróżniane i opisywane w literaturze określane są najczęściej jako pierwotne lub wtórne albo naturalne lub antropogeniczne, nie-rzadko z różnymi kategoriami pośrednimi między skrajnymi typami (Peterken 1996). Podstawą tych klasyfikacji są z reguły cechy drzewostanów: pochodzenie, skład gatunkowy, struktura, oraz sposób i intensywność użytkowania. Wymienione typy lasu są różnie definiowane, a kryteria ich wyróżniania bywają kwestionowane, ponieważ nie są niezależne od poglądów badaczy na to co jest pierwotne lub naturalne i wynikają z przyjętych konwencji (Faliński 1993; Ciurzyński i in. 2015). W praktyce, nie można, na ogół, stwierdzić z całą pewnością, bez dodatkowych badań palinologicznych, czy dany płat lasu ma pierwotne pochodzenie, to jest, czy zachowana jest ciągłość jego siedliska od czasów prehistorycznych. Dlatego badacze brytyjscy wprowadzili i zaczęli stosować (Peterken 1977; Rackham 1980; Goldberg i in. 2007), a za nimi także inni, użyteczną w praktyce badawczej, a także w ochronie przyrody, kategorię lasy stare (*ancient woodlands*), których status może być ustalony na podstawie danych historycznych dokumentujących pochodzenie lub obecność lasów na danym obszarze. Do lasów starych zaliczane są zatem resztki lasów pierwotnych mniej lub bardziej zmienione w wyniku wielowiekowej aktywności człowieka i lasy wtórne powstałe przed określonym rokiem. W Anglii jest to często rok 1600, w innych krajach zachodniej Europy przyjmowano daty późniejsze, najczęściej z XVIII i XIX wieku (Wulf 1997). Dla wielu miejsc w południowej Polsce źródłem informacji o wieku lasów może być austriacka mapa katastralna z 1845 roku i lat późniejszych, a w przypadku dużych powierzchni leśnych mapa Miega z lat 1779–1783 (Dzwonko, Lo-ster 1988, 1992), podobnie jak mapa Schmettausche z lat 1765–1780 dla Dolnego Śląska (Orczewska 2010), czy mapa Schröttera-Engelhardta z lat 1796–1802 dla Mazur (Matuszkiewicz i in. 2013). Wszystkie lasy wtórne powstałe po tak ustalonej dacie zalicza się do lasów nowych (*recent woodlands*). Drzewostan lasów starych, bez względu na ich pochodzenie, mógł zostać przekształcony w wyniku różnych zabiegów gospodarczych i obecnie wcale nie musi być stary.

Czynniki wpływające na liczbę i rozmieszczenie gatunków roślin we współczesnych lasach

Dotychczasowe badania nad bogactwem gatunkowym lasów prowadzono na obszarach nizinnych i podgórskich. Wynika z nich, że liczba i zróżnicowanie gatunków w izolowanych lasach starych, podobnie jak w innych wyspach siedliskowych we współczesnym krajobrazie, zależy na ogół od kilku czynników. Liczba wszystkich gatunków roślin zielnych i gatunków typowo leśnych, to jest takich, które występują wyłącznie lub prawie wyłącznie w środowisku leśnym,

zależy istotnie od powierzchni wysp leśnych, ich kształtu, zróżnicowania siedliska, izolacji – odległości od innych lasów i stopnia zaburzenia przez działalność człowieka (Peterken, Game 1984; Dzwonko, Loster 1988). Jest ona znacząco wyższa w lasach o większej powierzchni, mniej wydłużonym kształcie, o zróżnicowanych glebach i położonych bliżej innych lasów. W porównaniu z lasami później oddzielonymi od innych i słabiej zaburzonymi przez działalność człowieka, wyspy leśne izolowane przez dłuższy czas i silniej zaburzone są wyraźnie uboższe w gatunki roślin, w tym także w gatunki leśne. Pojawia się w nich natomiast więcej pospolitych gatunków nieleśnych (Dzwonko 2015). Ze wszystkich znanych badań wynika, że lasy nowe są znacznie uboższe w gatunki leśne od lasów starych, które są często jedynymi ostojami wielu takich gatunków roślin i zwierząt w lokalnym krajobrazie – nawet jeżeli zajmują niewielkie powierzchnie i mają młody, przekształcony drzewostan. Jest tak, ponieważ w runie lasów liściastych umiarkowanej strefy klimatycznej dominują na ogół długowieczne, wegetatywnie rozmnażające się gatunki. Takie rośliny mogą egzystować bardzo długo w niewielkich resztkach starych lasach, pod warunkiem, że ich runo nie zostanie zbyt silnie zaburzone lub zniszczone.

Skład gatunkowy prehistorycznych lasów pierwotnych środkowej Europy formował się stopniowo i w długim czasie. Współczesne lasy liściaste zaczęły kształtować się między 5000 i 3000 lat temu, po przybyciu na ziemie polskie ostatnich ich składników drzewiastych: grabu i buka. Inne gatunki drzew zasiedliły te tereny w okresach wcześniejszych (Ralska-Jasiewiczowa 1999). Uważa się, że w tym okresie najważniejszą rolę jako nosiciele nasion, szczególnie na duże odległości, odegrały zwierzęta. Nasiona większości krzewów oraz wielu drzew i roślin zielnych, które wytwarzają mięsiste owoce mogą być roznoszone przez ptaki. Wiele gatunków roślin, szczególnie zielnych, mogą efektywnie rozsiewać duże zwierzęta roślinożerne, jelenie, sarny, żubry i inne, a także zwierzęta wszystkożerne jak dziki, zarówno na drodze epizoochorycznej, jak i endozoochorycznej (Schmidt i in. 2004; von Oheimb i in. 2005; Jaroszewicz i in. 2009). Trudno sobie wyobrazić, aby obserwowany obecnie skład florystyczny resztek lasów pierwotnego pochodzenia mógł być uformowany bez udziału dzikich zwierząt. Ich stada wędrujące przez duże obszary pokryte lasem lub w silnie zalesionym krajobrazie mogły przenosić, nawet na znaczne odległości, nasiona licznych gatunków roślin leśnych, niezdolnych do takiego rozprzestrzeniania innymi drogami. Zniszczenie zwartej pokrywy leśnej, silna fragmentacja resztek lasów w krajobrazie kulturowym i drastyczne ograniczenie liczebności dzikich zwierząt wiązały się z zupełnym zanikiem tych naturalnych dróg rozprzestrzeniania roślin leśnych lub ich ograniczeniem do tylko nielicznych, niewielkich, obszarów.

Wszystkie bardziej szczegółowe badania wykazują, że nowe lasy są z reguły bardzo wolno kolonizowane przez gatunki runa leśnego. Ich liczba w nowych la-

sach zależy, na ogół, od wieku lasu, jego powierzchni i kształtu, ale w znacznym stopniu także od stopnia izolacji od lasów starych – źródeł diaspor roślin leśnych. Lasy nowe przylegające do lasów starych są istotnie bogatsze w takie gatunki niż nowe lasy przestrzennie od nich izolowane. Liczne analizy wykazały, że gatunki leśne są bardzo zróżnicowane pod względem zdolności rozprzestrzeniania i kolonizacji nowych miejsc. Dobrymi kolonizatorami są na ogół rozsiewane przez wiatr szybujące i lekkie anemochory oraz rozprzestrzeniane przez zwierzęta endozoochory, a najmniej efektywnymi ciężkie anemochory, rozwlekane przez mrówki myrmekochory i ciężkie, pozbawione cech ułatwiających rozprzestrzenianie barochory (Dzwonko, Loster 1992; Matlack 1994; Grashof-Bokdam, Geertsema 1998). Z różnych badań wynika, że słabych zdolności kolonizacyjnych wielu gatunków leśnych nie można wytłumaczyć wskazując na tylko jeden mechanizm. Wynikają one nie tylko z ograniczonych możliwości rozprzestrzeniania nasion i niskiej ich produkcji, ale również z ograniczonego kiełkowania nasion i rozwoju siewek w miejscach pokrytych grubą warstwą wolno rozkładającej się ściółki, negatywnego wpływu traw i turzyc panujących często w miejscach o mniejszym zwarcie koron drzew, silnej konkurencji gatunków z rodzaju *Rubus*, *Urtica dioica* i innych dominujących nierzadko w żyznych lasach wtórnych, a także niesprzyjających warunków glebowych i aktywności zwierząt zjadających nasiona (Dzwonko, Loster 2001; Honnay i in. 2002). Wyniki różnych obserwacji wskazują także, że stopień przywiązania gatunków do starych lasów i ich zdolności do kolonizowania nowych zależą także od podłoża geologicznego i lokalnych warunków glebowych oraz klimatycznych (Hermy i in. 1999; Orczewska 2010; De Frenne i in. 2011). Te same gatunki mogą zatem być lepszymi lub gorszymi kolonizatorami w zależności od warunków siedliskowych i regionu.

Wszystkie badania wykazują ponadto, że w przypadku przestrzennie izolowanych lasów wtórnych liczna grupa gatunków leśnych nie jest w stanie ich zasiedlić lub czyni to bardzo wolno, w czasie mierzonym nawet setkami lat. Peterken (1977) podaje przykłady izolowanych lasów wtórnych ze wschodniej Anglii, powstałych przed 400 i 800 laty, w których roślinność leśna do dzisiaj nie została w pełni odtworzona. Podobne efekty fragmentacji i izolacji siedlisk obserwowano także w przypadku innych osiadłych lub mniej mobilnych grup organizmów (Assmann 1999; Hendrickx i in. 2009; Buse 2012). Z omawianych badań wypływa ogólny wniosek, że we współczesnym krajobrazie kulturowym, w miejscach izolowanych od starych lasów, niemożliwe jest już naturalne odtworzenie zbiorowisk leśnych z całym ich bogactwem i różnorodnością gatunków roślin, zwierząt, grzybów i mikroorganizmów, mimo że same drzewostany można stosunkowo łatwo odtworzyć, sadząc drzewa lub umożliwiając ich naturalne odnowienie w otwartych miejscach. Analogiczny ogólny wniosek można odnieść także do wielu innych obecnie silnie izolowanych, naturalnych, a także półnaturalnych zbiorowisk, jak murawy kserotermiczne czy wilgotne łąki, ponieważ nie

funkcjonują już procesy, dzięki którym, w historycznym krajobrazie rolniczym, rozprzestrzeniane były nasiona ich gatunków. W przypadku zbiorowisk półnaturalnych były to procesy ściśle związane ze stosowanymi formami gospodarowania, takimi jak powszechne wypasanie dużej liczby hodowanych zwierząt (Poschlod, Bonn 1998).

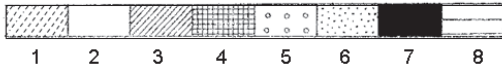
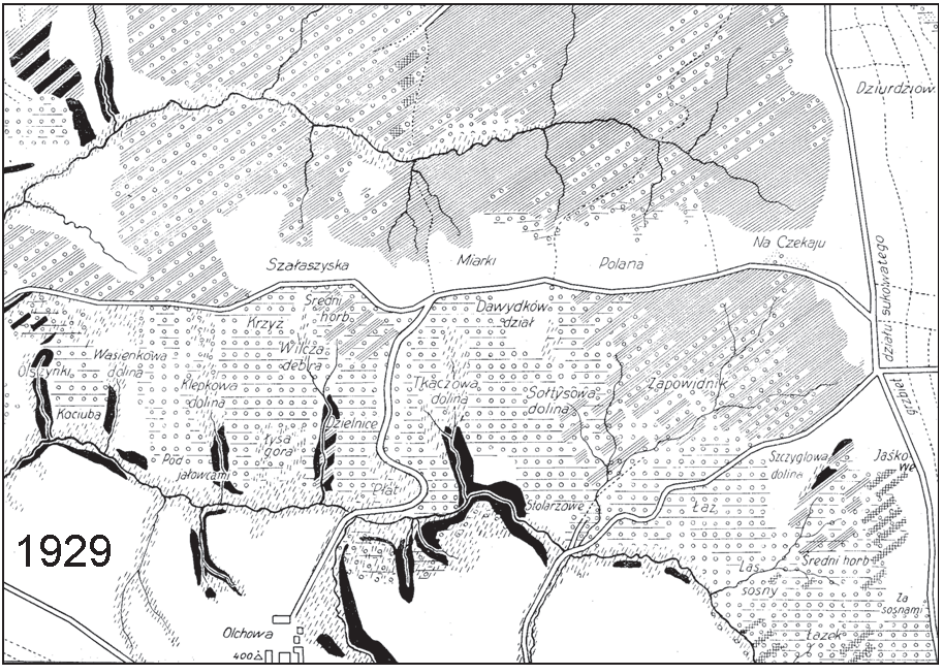
Okazało się, że nawet lasy wtórne przylegające do starych lasów są bardzo wolno kolonizowane. Tempo migracji wielu gatunków do wnętrza takich lasów wtórnych w umiarkowanej strefie klimatycznej Europy i Ameryki Północnej wynosi z reguły od 0 do 1,2 metra na rok i rzadko przekracza 1,5 metra (Matlak 1994; Dzwonko 2001; Orczewska 2009, 2010). Na podstawie porównania różnych danych można sądzić, że maksymalne tempo migracji tych samych gatunków zależy od warunków siedliskowych, między innymi, od wilgotności gleby i rodzaju ściółki. W miejscach suchszych, pokrytych warstwą słabo rozkładającej się ściółki szpilkowej może ono nie przekraczać 1 metr na rok, natomiast w żyznych i wilgotnych lasach wtórnych osiągać nawet więcej niż 2 metry. Ale nawet w tak sprzyjających warunkach regeneracja roślinności runa na większej powierzchni może trwać bardzo długo.

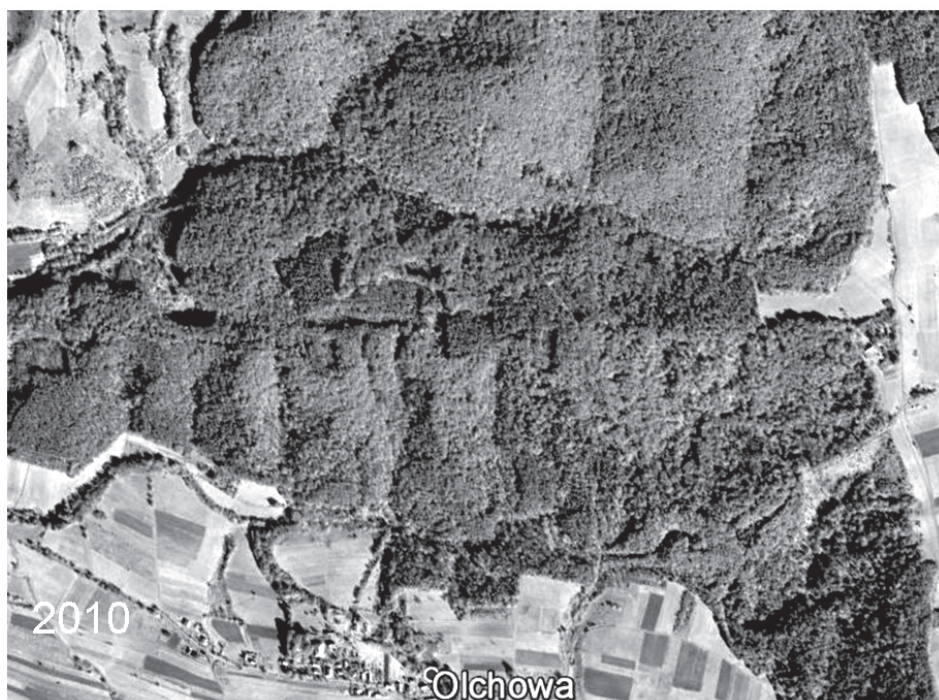
W górach lasy zajmują z reguły znacznie większą powierzchnię niż na terenach niżowych. Tworzą one często duże, a nawet bardzo duże kompleksy złożone z przekształconych w różnym stopniu lasów pierwotnego pochodzenia, z mniejszym lub większym udziałem lasów wtórnych, powstałych w wyniku nasadzania preferowanych gospodarczo gatunków drzew oraz zalesiania otwartych terenów, a także sukcesji wtórnej na porzuconych terenach rolniczych (Kucharzyk 2008). Nawet na wyżej położonych obszarach w piętrze pogórza Karpat spotyka się duże kompleksy utworzone przez lasy różnego pochodzenia. Ich powierzchnia bywa obecnie większa niż ponad 100 lat temu (Ryc. 1). Można sądzić, że w przypadku wielu lasów wtórnych, wchodzących w skład takich kompleksów, tempo kolonizacji przez gatunki leśne i tempo odtwarzania roślinności runa powinno być wyższe niż w przypadku większości wtórnych lasów niżowych, zarówno ze względu na brak izolacji od bogatych w gatunki lasów starych, jak i na sprzyjające warunki klimatyczne (wyższe opady) i glebowe. Zupełnie jednak brak dotychczas dokładniejszych danych i obserwacji, które pozwoliłyby na ocenę czy, w jakim stopniu, w jakich warunkach i w jakim czasie możliwa jest na obszarach górskich regeneracja zbiorowisk leśnych w miejscach wcześniej użytkowanych rolniczo lub silniej zmienionych w wyniku działań gospodarczych. Nieliczne i wyrywkowe dane fitosocjologiczne pokazują, że w kilkudziesięcioletnich lasach olszy szarej, rozwiniętych w takich miejscach w Bieszczadach, może występować bujne i wielogatunkowe runo z udziałem niektórych gatunków starych lasów bukowych. Wiele gatunków starych lasów występuje również w płatach sztucznych lasów świerkowych utworzonych na siedlisku lasów bukowych (Michalik, Szary 1997; 2016). Nie ma jednak dokładniejszych badań nad czynnikami wpływającymi na skład i rozmieszczenie gatunków w tego rodzaju lasach wtórnych.

Ochrona roślinności starych lasów

Z cytowanych badań i obserwacji wynika, że we współczesnym krajobrazie bogate w gatunki zbiorowiska leśne ograniczone są przede wszystkim do resztek starych lasów, które powinny być zachowane i chronione w pierwszej kolejności. Nowe lasy natomiast mogą być skutecznie kolonizowane przez gatunki leśne jedynie wtedy, gdy są one przestrzenną kontynuacją starych lasów i układ ten jest zachowany przez długi czas. Rezultaty szczegółowych porównań wskazują ponadto, że w grupach izolowanych małych starych lasów istniejących jeszcze w krajobrazie rolniczym może występować dużo więcej gatunków leśnych niż w pojedynczych takich lasach o powierzchni równej sumie powierzchni tych małych wysp leśnych (Dzwonko, Loster 1989). Zatem, zachowanie i ochrona nie tylko większych kompleksów leśnych, ale także możliwie wielu małych resztek starych lasów rozrzuconych w krajobrazie rolniczym ma istotne znaczenie dla zachowania bogactwa gatunkowego i populacji gatunków leśnych w lokalnym krajobrazie. Postulat ten oznacza nie tylko konieczność ochrony prawnej najcenniejszych przyrodniczo starych lasów, ale przede wszystkim potrzebę prze-myślanej gospodarki leśnej w starych lasach, zarówno na terenach chronionych, jak i nie objętych ochroną. Powinna ona polegać na prowadzeniu tylko takich zabiegów i tylko w taki sposób, aby nie została zniszczona roślinność runa i górna warstwa gleby, w której korzenią się rośliny i utrzymuje się glebowy bank nasion. Szczegółowe analizy wykazują, że oba te elementy są równie ważne dla trwałego zachowania składu i bogactwa roślinności runa leśnego. Chociaż podobieństwo składu gatunkowego roślinności runa w starych lasach liściastych i glebowego banku nasion może być znaczne, spora część typowych gatunków leśnych nie jest w ogóle reprezentowana w banku nasion. W przypadku najżyźniejszych lasów może to dotyczyć nawet większości gatunków runa (Plue i in. 2010; Wódkiewicz, Kwiatkowska-Falińska 2010a, 2010b). Pełna regeneracja roślinności w miejscach silniej zaburzonych nie jest więc możliwa wyłącznie z glebowego banku nasion. Niszczenie runa może uniemożliwić przetrwanie naturalnych, bogatych w gatunki ekosystemów lasów liściastych.

Na unikatową wartość starych lasów we współczesnym krajobrazie najwcześniej zwrócono uwagę w Wielkiej Brytanii, gdzie już w latach 80. ubiegłego wieku przystąpiono do inwentaryzacji wszystkich takich lasów o powierzchni większej od 2 ha, propagując ten projekt wśród właścicieli lasów, przyrodników, leśników i osób zainteresowanych ochroną przyrody (Spencer, Kirby 1992). Inwentaryzacja ta została zainicjowana przez Radę Ochrony Przyrody (*Nature Conservancy Council*) i była kontynuowana przez następców tej instytucji w Anglii, Szkocji i Walii. Ocenia się, że stare lasy (istniejące od co najmniej 1600 roku) pokrywają niecałe 3% powierzchni Anglii. Inwentaryzacją objęto tam ponad 22 000 takich lasów. Celem tej inwentaryzacji jest, między innymi: utwo-





Ryc. 1. Zmiany w pokryciu lasów i w drzewostanach na Pogórzu Karpackim, na południowy zachód od Leska. 1 – łąki i pastwiska, 2 – pola uprawne, 3 – buk, 4 – jodła, 5 – sosna, 6 – jałowiec, 7 – roślinność brzegów wód, 8 – ślady uprawy zagonowej w lesie (według Schramma 1930 i Google Earth).

Fig. 1. Changes in woodland cover and in stand of trees in the Carpathian foothills, southwest of Lesko. 1 – meadows and pastures, 2 – fields, 3 – beech, 4 – fir, 5 – pine, 6 – juniper, 7 – vegetation of stream banks, 8 – signs of agricultural used (according to Schramm 1930 and Google Earth).

zenie bazy dla planowania bardziej szczegółowych obserwacji terenowych, oraz utworzenie puli, z której będą wybierane lasy przy projektowaniu nowych rezerwatów przyrody, a także bazy dla konsultacji w zakresie leśnictwa i innych dziedzin związanych z wykorzystaniem ziemi (Goldberg i in. 2007). Idea ta jest propagowana przez oficjalne instytucje *Natural England* (następcę *Nature Conservancy Council*) (http://www.gis.naturalengland.org.uk/pubs/gis/tech_aw.htm) i *Forestry Commission England* (<https://www.forestry.gov.uk/forestry/infid-8azkv9>), oraz przez pozarządowe organizacje, takie jak *Woodland Trust* (www.woodlandtrust.org.uk), która zrzesza osoby zainteresowane ochroną dziedzictwa przyrodniczego, w szczególności lasów; wydaje ona specjalne przewodniki i poradniki poświęcone charakterystyce, identyfikacji i inwentaryzacji starych lasów.

Ze względu na unikatową wartość starych ekosystemów leśnych celowa byłaby ich inwentaryzacja także w Polsce, przynajmniej w wybranych regionach i na terenach objętych ochroną. Byłaby ona bardzo pomocna przy planowaniu użytkowania terenu oraz form ochrony i gospodarowania na terenach leśnych, tak aby w przyszłości nie zmniejszyła się powierzchnia starych lasów i nie doszło do ich degradacji. Można sądzić, że nawet w parkach narodowych, których znaczną część pokrywają lasy, stare ekosystemy leśne mogą zajmować stosunkowo niewielką powierzchnię. Przykładem jest Ojcowski Park Narodowy, w którym dominują lasy nowe powstałe w czasie ostatnich 200 lat (Moszkowicz 2005). Na tym obszarze wiek lasów jest głównym czynnikiem decydującym o ich bogactwie w gatunki roślin naczyniowych i wysoce istotnym czynnikiem w przypadku liczby gatunków runa, w tym gatunków charakterystycznych dla lasów liściastych (Moszkowicz 2014). Zgromadzone już informacje o wieku lasów, to jest ciągłości siedliska leśnego, stanie zachowania lasów i sposobie ich użytkowania na terenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Kucharzyk 2008; Augustyn, Kucharzyk 2008) stanowią istotną część danych niezbędnych do identyfikacji najbardziej cennych płatów starych ekosystemów leśnych, a także do dalszych badań i analiz zmierzających do ustalenia czynników decydujących o liczbie i rozmieszczeniu gatunków roślin w lasach Bieszczadów Zachodnich.

Gatunki starych lasów

Zaproponowana przez Peterkena (1974) metoda oceny przyrodniczej jakości i wartości lasów za pomocą gatunków wskaźnikowych została przyjęta przez wielu przyrodników w różnych krajach. Może być ona przydatna nie tylko w ochronie przyrody, ale także w leśnictwie, w studiach nad kształtowaniem i ochroną krajobrazu, oraz w innych dziedzinach praktycznych. W Wielkiej Brytanii w ostatnich 30 latach opracowano kilka regionalnych list gatunków wskaźnikowych (Rose 1999; Glaves i in. 2009). Na podstawie wyników badań nad rozmieszczeniem gatunków w lasach w różnych krajach północno-zachodniej i środkowej Europy Hermy i in. (1999) zestawili listę 132 gatunków roślin naczyniowych starych lasów liściastych. Z analizy ekologicznych cech gatunków, wykonanej przez wymienionych autorów wynika, że gatunki starych lasów lepiej tolerują zacienienie niż inne szeroko ujęte gatunki leśne, więcej jest wśród nich geofitów i gatunków znoszących stres niż w grupie innych gatunków rosnących w lasach, oraz że znaczną ich część stanowią gatunki nie przystosowane do rozprzestrzeniania na większe odległości. Z kolei Kimberley i in. (2013) stwierdzili, na podstawie porównania cech 138 gatunków wskaźnikowych i 423 innych gatunków leśnych występujących w Wielkiej Brytanii, że gatunki wskaźnikowe starych lasów odróżniają się od innych gatunków leśnych przede wszystkim: długością życia (gatunki wieloletnie), niskim wzrostem, szybko opadającymi, ciężkimi nasionami, słabym rozprzestrzenianiem, oraz

niewielką tolerancją silnych zaburzeń i wysokiej produktywności siedliska. Większość znanych list gatunków wskaźnikowych została utworzona na podstawie wyników licznych wcześniejszych badań lub lokalnych obserwacji, ale jak wykazali Schmidt i in. (2014) mogą być one opracowane dla danego regionu także w oparciu o szczegółową analizę rozmieszczenia w sieci kwadratów gatunków leśnych i istniejących od dawna lasów.

W przypadku Polski można wskazać ponad 150 gatunków roślin naczyniowych, które przynajmniej w niektórych regionach są wskaźnikami starych lasów (Dzwonko, Loster 2001; Dzwonko 2007). Są wśród nich gatunki ciągle jeszcze częste w wielu lasach bukowych i grądowych w górach, takie jak: *Allium ursinum*, *Anemone nemorosa*, *Athyrium filix-femina*, *Carex digitata*, *Carex pilosa*, *Corydalis cava*, *Daphne mezereum*, *Dentaria glandulosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Euphorbia amygdaloides*, *Galium odoratum*, *Lathyrus vernus*, *Maianthemum bifolium*, *Milium effusum*, *Oxalis acetosella*, *Primula elatior*, *Polygonatum multiflorum*, *Ranunculus lanuginosus*, *Stachys sylvatica*, *Symphytum cordatum*, *Viola reichenbachiana* i inne. Stosując listę gatunków wskaźnikowych nie należy jednak zapominać o jej ograniczeniach i o tym, że jest ona tylko użytecznym narzędziem i nie może być traktowana jako nieomylny przewodnik (Rose 1999; Dzwonko 2015). Nie wszystkie gatunki są równie dobrymi wskaźnikami we wszystkich regionach i we wszystkich typach siedlisk. Powinno się zatem stosować ją z rozwagą, wnioskując o pochodzeniu określonego lasu na podstawie analizy całej jego flory roślin naczyniowych i obecności większej grupy gatunków wskaźnikowych, a nie tylko pojedynczych gatunków, korzystając przy tym także z innych informacji, w tym przede wszystkim z danych historycznych.

Literatura

- Assmann T. 1999. The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (*Coleoptera*, *Carabidae*). Biodiver. Conserv. 8: 1499–1517.
- Augustyn M., Kucharzyk S. 2008. Analiza stanu zachowania lasów we wsiach Ustrzyki Górne i Wołosate w świetle dokumentów historycznych. Roczniki Bieszczadzkie 16: 159–178.
- Buse J. 2012. “Ghosts of the past”: Flightless saproxylic weevils (*Coleoptera*: *Curculionidae*) are relict species in ancient woodlands. J. Insect Conserv. 16: 93–102.
- Ciurzyński W., Danielewicz W., Dzwonko Z., Holeksa J., Liziniewicz, J., Marciszewska K., Matuszkiewicz J.M., Mędrzycki P., Obidziński A., Pawlikowski P., Pirożnikow E., Sanetra A., Załuski T. 2015. W poszukiwaniu wzorców naturalnych zbiorowisk leśnych – Dyskusja plenarna konferencji naukowej „Lasy wobec zmieniającej się presji człowieka”. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 42: 308–320.
- De Frenne P., Baeten L., Graae B.J., Brunet J., Wulf M., Orczewska A., Kolb A., Jansen I., Jamoneau A., Jacquemyn H., Hermy M., Diekmann M., De Schryver A., De Sanctis M., Decocq G., Cousins S.A.O., Verheyen K. 2011. Interregional variation in the floristic recovery of post-agricultural forests. J. Ecol. 99: 600–609.

- Dzwonko Z. 2001. Migration of vascular plant species to a recent wood adjoining ancient woodland. *Acta Soc. Bot. Pol.* 70: 71–77.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Sorus, Instytut Botaniki UJ, Poznań, Kraków, 307 ss.
- Dzwonko Z. 2015. Rośliny runa wskaźnikami pochodzenia i przemian lasów. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42: 27–37.
- Dzwonko Z., Loster S. 1988. Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 76: 15–27.
- Dzwonko Z., Loster S. 1989. Distribution of vascular plant species in small woodlands on the western Carpathian foothills. *Oikos* 56: 77–86.
- Dzwonko Z., Loster S. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *J. Biogeogr.* 19: 195–204.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *IGiPZ PAN, Prace Geogr.* 178: 120–132.
- Faliński J.B. (red.). 1993. Pierwotność przyrody. *Phytocoenosis N.S.* 5: 3–40.
- Glaves P., Rotherham I.D., Wright B., Handley C., Birbeck C. 2009. A survey of the coverage, use and application of ancient woodland indicator lists in the UK. Hallam Environmental Consultants Ltd., Biodiversity and Landscape History Research Institute/Geography, Tourism and Environment Change Research Unit, Sheffield Hallam University, Sheffield, 42 ss.
- Goldberg E., Kirby K., Hall J., Latham J. 2007. The ancient woodland concept as a practical conservation tool in Great Britain. *J. Nat. Conserv.* 15: 109–119.
- Grashof-Bokdam C.J., Geertsema W. 1998. The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. *J. Biogeogr.* 25: 837–846.
- Hendrickx F., Maelfait J-P., Desender K., Aviron S., Bailey D., Diekötter T., Lens L., Liira J., Schweiger O., Speelmans M., Vandomme V., Bugter R. 2009. Pervasive effects of dispersal limitation on within- and among-community species richness in agricultural landscapes. *Global Ecol. Biogeogr.* 18: 607–616.
- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol. Conserv.* 91: 9–22.
- Honnay O., Bossuyt B., Verheyen K., Butaye J., Jacquemyn H., Hermý M. 2002. Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiv. Conserv.* 11: 213–242.
- Jaroszewicz B., Pirożnikow E., Sagehorn R. 2009. Endozoochory by European bison (*Bison bonasus*) in Białowieża Primeval Forest across a management gradient. *For. Ecol. Manage.* 258: 11–17.
- Kimberley A., Blackburn G.A., Whyatt J.D., Kirby K., Smart S.M. 2013. Identifying the trait syndromes of conservation indicator species: how distinct are British ancient woodland indicator plants from other woodland species? *Appl. Veg. Sci.* 16: 667–675.
- Kucharzyk S., 2008. Lasy o charakterze pierwotnym w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 19–32.
- Matlack G.R. 1994. Plant species migration in mixed-history forest landscape in Eastern North America. *Ecology* 75: 1491–1502.

- Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J. 2013. Long-term evolution models of post-agricultural forests. IGIPIZ PAN, Prace Geogr. 240: 3–320.
- Mazgajski D., Żmihorski M., Abramowicz K. 2010. Forest habitat loss and fragmentation in Central Poland during the last 100 years. *Silva Fennica* 44: 715–723.
- Michalik S., Szary A. 1997. Zbiorowiska leśne Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Monografie Bieszczadzkie 1: 1–175.
- Michalik S., Szary A. 2016. Zbiorowiska leśne. W: Górecki A., Zemanek B. (red.). Bieszczadzki Park Narodowy – 40 lat ochrony. Bieszczadzki Park Narodowy, Ustrzyki Górne, ss.: 101–116.
- Moszkowicz Ł. 2005. Pochodzenie i wiek lasów Ojcowskiego Parku Narodowego. *Prądnik. Prace Muz. Szafera* 15: 275–281.
- Moszkowicz Ł. 2014. Relationship between plant species richness and age of woodland patches (Ojców National Park, Poland). *Pol. J. Ecol.* 62: 649–664.
- Nowakowski M. 1987. Dolina Wierzbanówki: 11. Historia lasów. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Bot.* 14: 87–105.
- Orczewska A. 2009. Migration of herbaceous woodland flora into post-agricultural black alder woods planted on wet and fertile habitats in south western Poland. *Plant Ecol.* 204: 83–96.
- Orczewska A. 2010. Odtwarzanie się roślinności runa we wtórnych lasach olszowych powstałych na gruntach porolnych w południowo-zachodniej Polsce. *Acta Bot. Siles.* 5: 5–26.
- Peterken G.F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biol. Conserv.* 6: 239–245.
- Peterken G.F. 1977. Habitat conservation priorities in British and European woodlands. *Biol. Conserv.* 11: 223–236.
- Peterken G.F., Game M. 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *J. Ecol.* 72: 155–182.
- Peterken G.F. 1996. Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press, Cambridge, 522 pp.
- Plue J., Verheeyen K., Van Calster H., Marage D., Thompson K., Kalamees R., Jankowska-Błaszcuk M., Bossuyt B., Hermy M. 2010. Seed banks of temperate deciduous forests during secondary succession. *J. Veg. Sci.* 21: 965–978.
- Poschold P., Bonn S. 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Bot. Neerl.* 47: 27–44.
- Rackham O., 1980. Ancient woodland its history, vegetation and uses in England. Arnold, London, 402 pp.
- Ralska-Jasiewiczowa M. 1999. Ewolucja szaty roślinnej. W: Starkel L. (red.). Geografia Polski, Środowisko Przyrodnicze. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 105–127.
- Rose F. 1999. Indicators of ancient woodland. The use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *British Wildlife* 10: 241–251.
- Schmidt M., Sommer K., Kriebitzsch W-U., Ellenberg H., von Oheimb G. 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *Eur. J. Forest Res.* 123: 167–176.

- Schmidt M., Mader A., Schönfelder E., Engel F., Schmiedel I. 2014. Determining ancient woodland indicator plants for practical use: a new approach developed in northwest Germany. *For. Ecol. Manage.* 330: 228–239.
- Schramm W. 1930. Wpływ mrozów na szatę leśną przedgórza środkowo-karpackiego. *Prace Zakładu Ekonomii Rolniczej Uniwersytetu Poznańskiego* 25: 1–42.
- Schramm W. 1958. *Lasy i zwierzyzna Gór Sanockich*. PWN, Poznań, 116.
- Spencer J.W., Kirby K.J. 1992. An inventory of ancient woodland for England and Wales. *Biol. Conserv.* 62: 77–93.
- von Oheimb G., Schmidt M., Kiebitzsch W-U., Ellenberg H. 2005. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part II: red deer (*Cervus elaphus*). *Eur. J. Forest Res.* 124: 55–65.
- Wódkiewicz M., Kwiatkowska-Falińska A.J. 2010a. Similarity between seed bank and herb layer in a natural deciduous temperate lowland forest. *Acta Soc. Bot. Pol.* 79: 157–166.
- Wódkiewicz M., Kwiatkowska-Falińska A.J. 2010b. Small scale spatial pattern of a soil seed bank in an old-growth deciduous forest. *Pol. J. Ecol.* 58: 487–500.
- Wulf M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.* 8: 635–642.

Summary

Woodlands formed to a high degree by natural processes covered considerable areas in Poland still in the Middle Ages. In the present-day agricultural landscapes in lowland and in the northern part of the Carpathian foothills the ancient woodlands frequently occupy small, isolated areas, similarly as in other parts of temperate Europe. Many of these woodlands are remnants of primary forests, some originated later, on land which had previously been in agricultural use. Detailed analyses showed that the number of plant species in woodland islands was related to their area, isolation, shape and habitat diversity. Ancient woodlands are, as a rule, considerably richer in woodland species than the recent woods and plantations on abandoned fields, meadows and grasslands. At present natural regeneration of full floristic composition of woodland communities in sites spatially isolated from ancient woodlands is impossible, mainly because of poor dispersal ability of many woodland species. Even recent woods adjacent to ancient woodlands are very slowly colonised by woodland species. The soil seed banks cannot be sufficient sources of diaspores even in ancient woodlands since seeds of many woodland species are scarce or absent in soil. Therefore, in present-day agricultural landscapes species-rich woodland communities can be maintained first of all in the remnants of ancient woodlands and these woods should be protected in the first place as local biodiversity hotspots. Considering value of ancient woodlands for nature conservation, their inventories should be created at last for chosen regions, and for national parks and others protected areas in Poland. Ancient woodland plant indicators are an important and useful tool to determine these habitats.

In mountains, as a rule, woodlands cover much larger area than in lowland and frequently they form complexes of ancient and adjacent recent woods. Larger complexes of woods of different origin occur also at higher altitudes in the Carpathian foothills (Fig. 1). It seems that the rate of woodland species colonisation and regeneration of herb layer vegetation in many recent woods in such mountain complexes may be higher than in most lowland recent woods, because lack of isolation, and favourable climate and soil conditions. Research is needed to better understand the effect of origin and location of woods on biodiversity patterns in mountain woodlands.